



Etude de l'effet de margines sur le comportement microbien du sol: Suivi de la minéralisation du carbone

Raja Dakhli

Laboratoire d'Erémologie et Lutte Contre la Desertification, Institute des Régions Arides 4119 Médénine Tunisie
E-mail : rajaedakhli@yahoo.fr Tel.: +21675633005 ; Fax: +216756330069

Received: 25/12/2016

/Accepted: 03/02/2017

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.268572>

Abstract: The oil extraction process from olive fruits produces a large quantity of liquid waste, so called as olive oil mill wastewaters "Margines" which has a very strong polluting power resulting in high levels of COD (Chemical Oxygen demand) high salinity and a strong phenolic compounds causing environmental pollution. The exploitation of this waste without preliminary treatment is very limited considering its toxicity for soils and plants. In addition, the richness of this effluent in organic compounds and especially on potassic elements represents an asset for its agronomic valorization as a fertilizer. This alternative could be regarded as promising if it is practiced in a rational way. Mineralization is the core of the symbiotic relation between soil - microorganism and plant. It is the generator of mineral elements essential to the plants nutrition. Microorganisms are the main biotic actors in this process. The product of the mineralization depends, on the first hand, on the biomass of the soil and on the second hand on the quantity, nature and characteristics of the organic matter. The monitoring of the mineralization is therefore essential after any input of organic matter with a view to its valorisation which effects are unpredictable.

It is within this framework that this work has been carried out aiming to study the effect of olive oil mill waste waters spreading on the process of mineralization of organic matter and the soil content of carbon and mineral nitrogen.

Keywords: Margines; mineralization; carbon; microorganism.

I. Introduction

L'industrie oléicole lors de la trituration de l'huile d'olives produit deux résidus: les grignons (résidus solides) et le margines (résidus liquides). Ces derniers sont caractérisés par une valeur de demande chimique en oxygène très élevée (allant jusqu'à 200 g/l), une salinité élevée de l'ordre de 6 à 10 g/l, un pH acide et une concentration élevée en composés organiques, représentée essentiellement par les polyphénols. Depuis longtemps, le margines étaient rejetés dans les terrains marginaux et les oueds, étant donnée leur quantités très faibles. Depuis quelques décennies et suite à l'extension des superficies oléicoles et le développement des techniques d'extraction de l'huile d'olive (chaîne continue à 3 phases), les quantités annuelles de margines se sont multipliées pour dépasser 700.000 T en Tunisie [1]. Le rejet de ces effluents dans la nature sans aucun traitement préalable pose de sérieux problèmes écologiques et environnementaux [2], [3], [4], [5]. Leurs effet nocif dérive en grande partie de leur contenu en composés phénoliques, qui sont responsables de la toxicité et de la coloration brune rougeâtre à noire de margines.

Ces composés peuvent inhiber la croissance des micro-organismes, spécialement les bactéries [6,7] affectant ainsi le processus de la minéralisation dans le sol.

Ces considérations ont conduit plusieurs chercheurs à l'échelle nationale et internationale à choisir la voie de traitement et de valorisation des margines pour limiter leur pollution [8], [9], [10], [11], [12], [13] et [14].

Cependant, les procédés développés jusqu'à présent restent très limités et leur coût est très élevé [15], [16]. Par conséquent le traitement par des bassins d'évaporation naturelle reste actuellement, la technique la plus utilisée malgré son impact sur le milieu naturel notamment la nappe phréatique.

Par ailleurs, des nombreux auteurs enregistrent de leur côté un effet fertilisant de margines, attribué à leur concentration très élevée en potassium et en matière organique [17], [18], [19] et [20]. Ces auteurs considèrent qu'elles peuvent être une source de fertilisation potentielle en particulier pour les sols sableux. Ceci est un atout pour une éventuelle valorisation de ces effluents en agronomie.

C'est dans cette perspective que nous nous sommes proposer de réaliser cette étude, afin d'évaluer l'effet des différentes doses de margines sur la minéralisation du carbone organique du sol.

II. Matériels et Méthodes

Ce travail a été effectué au laboratoire de l'Institut des Régions Arides situé au gouvernorat de Médenine sud est de la Tunisie (latitude: 33°21'16" Est, longitude: 10°30'19").

Cette zone d'étude appartient à l'étage bioclimatique aride à semi-aride, caractérisée par un climat chaud et sec, une amplitude thermique élevée et une irrégularité dans le temps et dans l'espace des précipitations avec une moyenne annuelle ne dépassant pas 150 mm.

II.1. Matériel

II.1.1. Les margines

Les margines utilisées provenant d'une huilerie des environs (Gouvernorat de Médenine), leur caractérisation physico-chimique a démontrée la présence d'une teneur de carbone organique total (COT) de 26 g/l, une teneur en azote organique de l'ordre de 1,6 g/l, un pH acide (4,77), une demande chimique en oxygène (DCO) de 98 g/l, une teneur en composés phénoliques de l'ordre de 8,8g/l et une salinité estimée à 16,61 ds/m (tableau 1).

Tableau 1: Caractéristiques physico-chimiques de margines.

C.Ei (ds/m)	pH	COT (g/l)	N total (g /l)	DCO (g/l)	Polyphénols totaux (g/l)
16,61	4,77	26	1.6	98	8,8

II.1.2. Le sol

Il s'agit d'un sol isohumique, à texture sableuse, pauvre en matière organique (0,92 %). Le sol est constitué de 85% de sables, dont 77% de sables très fins avec un léger enrichissement en argile (8,10 %).

II.2. Protocole expérimental:

L'expérience a été conduite dans des pots en plastique de 4kg chacun. Le dispositif expérimental adopté est composé de trois doses de margines et un témoin, répété en triplicata. Le margines est appliqué à raison de: T1 (50 m³/ha), T2 (100 m³/ha), T3 (150 m³/ha) et T0 (sans margines). Les doses de margines appliquées ont été calculées selon la superficie du sol au niveau des pots ce qui correspond à 90 ml pour la dose 50 m³/ha, 180 ml pour la dose 100 m³/ha et 270 ml pour la dose 150 m³/ha.

II.2.1. La minéralisation du carbone

- **Incubation:**

L'incubation consiste à mettre les microorganismes du sol dans les conditions de température et d'humidité propices à une activité microbienne normale.

De chaque échantillon déjà prélevé des pots préparés, on prélève 50g de sol remis au 2/3 de la capacité au champ dans des bocaux hermétiques d'incubation (Figure 1).

La minéralisation de la matière organique en carbone minéral (C) est mesurée par piégeage de CO_2 dans la soude en conditions contrôlées [21]. Pour ce faire, un pilulier de piégeage contenant 20 ml de NaOH (1M) et 5 ml de BaCl_2 est placé dans chaque bocal d'incubation. Hermétiquement fermés, les bocaux sont ensuite mis en incubation dans une étuve à 28°C. En parallèle, un autre bocal sans sol et ne contenant que le pilulier de piégeage est préparé pour la quantification du CO_2 atmosphérique du bocal en vue de pouvoir calculer par la suite le CO_2 relatif à l'activité des microorganismes du sol. Ce dispositif a fait l'objet de trois répétitions.

Les échantillons sont mis en incubation à différents intervalles selon la chronologie suivante: 1j, 2j, 3j, 6j, 8j, 10j, 13j, 15j, 17j, 20j, 21j, 24j, 27j et à 30j.



Figure 1: Mise en place des incubations en conditions contrôlées.

II.2.2. Mode de prélèvement des échantillons du sol

Le suivi de l'évolution de la teneur du sol en carbone minéral, en fonction des différentes doses de margines appliquées a été effectué à trois reprises: le premier échantillonnage juste après l'épandage de margines, le deuxième une semaine à partir de la date d'épandage de margines et le troisième deux semaines de la date d'épandage.

II.2.3. Les analyses statistiques

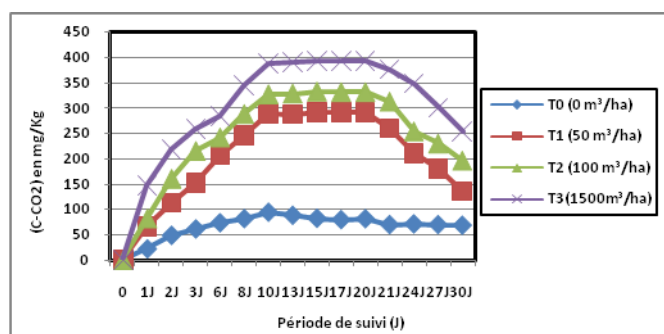
Les traitements statistiques des résultats obtenus ont été réalisés au moyen d'un logiciel SAS (System for Windows version 9). Les données ont fait l'objet d'une analyse de la variance à un seul facteur.

III. Résultats et discussions

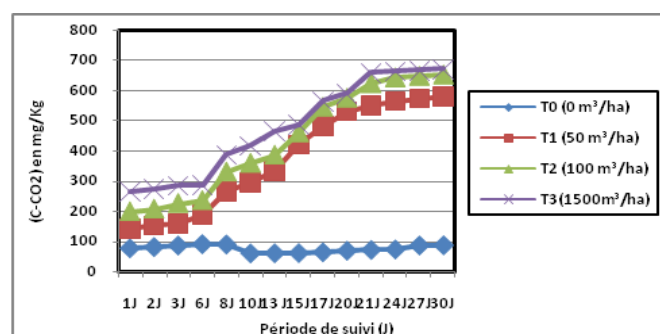
Les trois courbes présentant la cinétique de la minéralisation du carbone relative à chaque dose (Figure 2) montrent la même tendance d'évolution de la quantité du carbone minéralisé après épandage par rapport à celle observée pour le témoin avec une concomitance concernant l'allure de chaque courbe quelque soit la dose de margines appliquée (allure des cinétiques curvilinéaires) (Figure 2).

Cependant, une différence est enregistrée par rapport au témoin en terme de dynamique de décomposition, d'une part, et en quantité totale de carbone minéralisé cumulé au cours du temps pour chaque dose de margines attribuée et quelque soit la date de prélèvement des échantillons d'autre part.

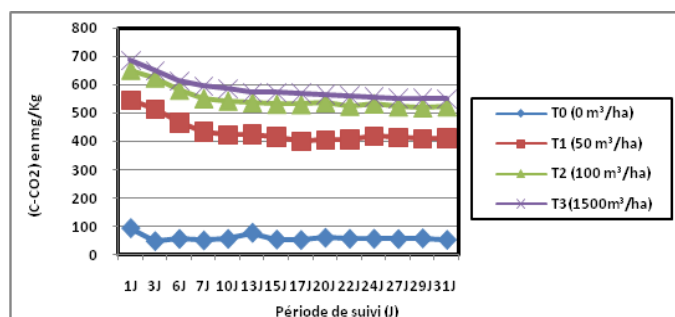
En effet, pour les échantillons du sol prélevés immédiatement après épandage de margines, les microorganismes du sol se sont manifestés d'une façon différente au cours de la période d'incubation.



(a)



(b)



(c)

Figure 2: Effet de l'application des différentes doses de margines sur la minéralisation du carbone (C-CO₂) cumulé (mg/Kg). (a) : juste après épandage, (b) Après une semaine de la date d'épandage, (c) Après deux semaines de la date d'épandage

Au cours de la première journée suivant l'apport des différentes doses de margines, nous avons assisté à une accélération de l'activité biologique qui s'est traduite par le dégagement des quantités de C-CO₂ (Figure 2).

Quelque soit la dose, l'apport de margines dans le sol a induit un dégagement de C-CO₂ supérieur à celui produit par un sol sans aucun apport. En effet, au terme du premier jour d'incubation nous avons enregistré des cumuls de l'ordre de 66 mg/kg, 142,4 mg/kg et 186,8 mg/kg respectivement pour les échantillons ayant reçu les trois doses de margines adoptées à savoir T1 (50 m³/ha), T2 (100 m³/ha) et T3 (150 m³/ha) (Tableau 2).

Tableau 21: (C-CO₂) cumulé en mg/Kg durant la période d'incubation juste après l'épandage de différentes doses de margines.

	Juste après épandage					Une semaine après épandage			Deux semaines après épandage									
Doses de margines (m³/ha)	Après 1 jour d'incubation		Après 10 jour d'incubation		Après 20 jours d'incubation		Après 30 jours d'incubation		Après 6 jours d'incubation		Après 20 jours d'incubation		Après 30 jours d'incubation		Après 7 jours d'incubation		Après 30 jours d'incubation	
T0 (0 m³/ha)	22.4	A	94.8	A	82	A	69.2	A	90.6	A	69.2	A	87	A	52	A	54	A
T1 (50 m³/ha)	66	B	289.8	B	293.11	B	136.28	B	188.4	B	530.8	B	579.8	B	435.6	B	412.8	B
T2 (100 m³/ha)	82.4	B	327.6	C	332	C	196.6	C	235.6	C	574.4	C	651.2	C	552.8	C	524.4	C
T3 (150 m³/ha)	146.8	C	387	C	392	D	253.2	D	288	C	589.6	C	672	C	595.8	C	552.21	C

*Les moyennes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil 5%

Les différences sont statistiquement significatives par rapport au témoin sans margines pour lequel nous avons enregistré un cumul de l'ordre de 22,4 mg/kg. Toutefois, nous n'avons pas observé des différences significatives entre les doses T1 et T2.

Ceci peut être expliqué par le fait qu'à ce stade et à un certain seuil, il paraît que la quantité de matière organique apportée ne soit pas déterminante dans la productivité du processus de minéralisation.

L'augmentation de potentiel de minéralisation ne peut être corrélée positivement avec la quantité appliquée qu'au delà de la dose T2.

Cependant, la situation de l'incubation par rapport à la date de l'apport s'avère par contre influente quand à l'activité des microorganismes du sol.

En effet, au cours de cette première phase (première journée), c'est l'accélération du processus de minéralisation qui est le plus remarquable. Elle est observée indépendamment de la dose de margines incorporée.

Par ailleurs, quelque soit la quantité de matière organique apportée par ces effluents, ce flush de minéralisation se situe à la même date d'incubation (premier jour) pour les trois doses de margines appliquées.

Ce processus nommé aussi "*priming effect*" [22] est relié à une accélération de la minéralisation de la matière organique native à la suite de l'apport des composés riches en énergie potentiellement exploitable par les microorganismes.

En effet, Meli et al [23] ont démontré que ce n'est pas la quantité de carbone organique qui serait mis en jeu au début de l'incubation mais plutôt la diversité des sources de carbone organique.

C'est pour cette raison, qu'au cours de cette phase de décomposition, l'apport de matière organique est suivi d'une augmentation des populations microbiennes "stratégie r", qui ne sont pas spécifiques d'un type de substrat. Elles ont la capacité d'utiliser les ressources disponibles facilement dégradables et sont en fait responsables du pic de minéralisation qui se déclenche juste après l'incorporation de la matière organique [24].

D'après Swift et al [25], au niveau de cette première phase de décomposition, les bactéries seraient les premiers acteurs en raison de leur affinité vis-à-vis des substrats carbonés labiles tandis que les champignons domineraient dans les stades avancés de la décomposition ou les composés complexes récalcitrants prédominent.

Par ailleurs, des travaux réalisés par Boer et al [26] ainsi que Denef et al [27] ont mis en évidence au sein des domaines microbiens des interactions entre certains groupes de champignons ou bactéries pour une optimisation de la décomposition des certains composés.

Une deuxième phase est apparue dès le deuxième jour d'incubation. Au cours de cette période, un ralentissement du processus de minéralisation par rapport à la première période a été observé. Cette diminution de la vitesse de décomposition s'est traduite par une courbe asymptotique.

Cette phase a été beaucoup plus étalée dans le temps (10 jours). En effet, elle s'est poursuivie jusqu'au 11^{ème} jour d'incubation.

A terme de cette période et en comparaison avec la première phase, nous avons enregistré des taux de minéralisation relativement proportionnels à l'augmentation de la dose de margines attribuée. Ceci peut être expliqué par le changement de stratégie des microorganismes sous l'influence de la disponibilité de la fraction labile de la matière organique au cours du temps.

En effet, nous avons relevé des cumuls de 289.8 mg/Kg, 327.6 mg/Kg et 387 mg/Kg de C-CO₂ respectivement pour les doses T1 (50 m³/ha), T2 (100 m³/ha) et T3 (150 m³/ha) avec une différence statistiquement significative entre eux et hautement significative par rapport au témoin où nous avons enregistré un cumul de 94.8 mg/Kg (Tableau 2).

Cette diminution de la vitesse de décomposition de la matière organique peut être attribuée d'une part, à l'épuisement d'une bonne partie de la fraction labile de la matière organique et d'autre part, à la richesse de margines en substances difficilement biodégradables notamment la lignine et les composés phénoliques ; raison pour laquelle, des microorganismes plus spécialisés dans la dégradation de ces polymères plus complexes se développent lentement lors de cette seconde phase. De Leij et al [28] ont qualifié cette manœuvre de stratégie (k).

Les processus de décomposition sont très complexes avec des dynamiques microbiennes difficiles à généraliser [29]. En effet, pour un même substrat, la dégradation de la matière organique implique des populations qui se succèdent et interagissent en fonction de leur équipement enzymatique [30] et [25]. Certains organismes peuvent s'adapter aux conditions du milieu: c'est le cas des champignons dont la teneur en azote du mycélium peut varier en fonction de la quantité d'azote dans le milieu [25]. En effet, plus les résidus organiques sont riches en lignine, plus leur biodégradation est difficile suite à l'effet récalcitrant de ces polymères végétaux [31], [32] et [33].

De nombreuses études sur les résidus végétaux montrent également cet effet dépressif de la lignine sur la décomposition globale, d'une part, car sa structure macromoléculaire incluant de multiples types de liaisons est difficile à dégrader [32] et [33]. Par ailleurs, Houot et al [34] ont montré que la toxicité de certains composés peut limiter la décomposition de la matière organique. En l'occurrence, la concentration des composés phénoliques toxiques initialement liées à d'autres molécules.

Benzarti [35] attribue ce ralentissement de la biodégradation au temps nécessaire à l'adaptation et la sélection des populations des microorganismes du sol spécifiques au nouveau milieu riche en matière organique complexe.

Dès le 11^{ème} jour d'incubation, nous avons assisté à une troisième phase qui a duré également 10 jours. Cette phase est caractérisée par une régression du potentiel de minéralisation, qui s'est traduite par une baisse de la productivité par rapport à la deuxième phase.

En effet, nous avons enregistré des cumuls de C-CO₂ de l'ordre de 293.11, 332 et 392 mg/kg respectivement pour les échantillons ayant reçu les doses 50 m³/ha, 100 m³/ha et 150 m³/ha ; avec une différence significative entre eux et par rapport au témoin sans margines qui a cumulé 82 mg/kg (Tableau 2).

Les valeurs relatives à chaque dose appliquée se sont maintenues à un niveau pratiquement constant jusqu'au 21^{ème} jour d'incubation.

Nous pouvons en déduire qu'à ce stade, le processus de minéralisation a tendance à se stabiliser avec une production faible et constante de C-CO₂. Ceci indiquerait une régression de l'activité microbienne. Cette régression peut être attribuée, d'une part, à l'utilisation et à l'épuisement, par la biomasse microbienne du sol, des composées organiques plus labiles [36].

D'autre part, parce que les microorganismes eux-mêmes, ne peuvent pas fournir suffisamment d'exo-enzymes nécessaires à la dégradation des composés organiques à ce stade. Au delà du 21^{ème} jour d'incubation, une chute considérable de potentiel de minéralisation a été enregistrée par rapport à celui enregistré au cours de la phase précédente, quelque soit la quantité de matière organique apportée. En effet, la vitesse de minéralisation diminue progressivement avec le temps jusqu'à la fin de l'expérience pour se stabiliser aux environs de 136.28 mg/kg, 196.6 mg/kg et 253.2 mg/kg respectivement pour les doses T1 (50 m³/ha), T2 (100 m³/ha) et T3 (150 m³/ha) par rapport à un flux de 69.2 mg/Kg pour le témoin (Tableau 2).

La cinétique de minéralisation du carbone une semaine après la date d'apport de margines est caractérisée également par trois phases (Figure 2). Au cours de la première phase, un flush de minéralisation a été observé. Ce flush était beaucoup plus étalé dans le temps et a duré une semaine à l'instar de celui enregistré directement juste après épandage, qui a duré uniquement une journée. Mais les flux de C-CO₂ émis étant faibles ne dépassant pas le 50,40 et 30 mg/Kg respectivement pour T1 (50 m³/ha), T2 (100 m³/ha) et T3 (150 m³/ha) par rapport à ceux atteints directement juste après épandage.

En effet, avec l'apport organique le plus élevée soit T3 (150 m³/ha), les quantités des composés facilement biodégradables seront plus importantes. Or, le flux C-CO₂ semble être limité au cours du temps même pour des concentrations importantes.

La teneur en carbone minéralisé est inversement proportionnelle à l'augmentation de la quantité de matière organique apportée par la dose. La différence statistiquement significative disparaît au fur et à mesure que nous augmentons la dose surtout entre les deux doses les plus élevées soit T2 et T3

(Tableau 2). Ceci semble limiter l'activité microbienne qui sera confirmée au cours de la seconde phase.

La deuxième phase est caractérisée par un ralentissement de la vitesse de minéralisation qui s'est traduite par un plateau de constance, qui a duré deux semaines indiquant la stabilisation de la respiration microbienne.

En effet, les quantités de C-CO₂ émises se trouvent maintenues à des taux équivalents à 530.8 mg/Kg, 574.4 mg/Kg et 589.6 mg/Kg respectivement pour les doses T1 (50 m³/ha), T2 (100 m³/ha) et T3 (150 m³/ha) par rapport à un flux de 87 mg/Kg pour le sol témoin.

Ce ralentissement peut être attribué, comme démontré auparavant, à l'épuisement des communautés microbiennes, d'une part, mais aussi au fait que l'application de margines apportent des composés difficilement minéralisables proportionnellement aux doses adoptées, ce qui a accéléré le déclin de l'activité microbienne.

Par contre, les cinétiques de minéralisation du carbone dans les mélanges sol-compost mené par Annabi [37] ont montré que la minéralisation du carbone observée correspondait au potentiel maximum d'activité de la microflore présente, donc l'activité de minéralisation augmenterait proportionnellement à la dose du carbone disponible sans qu'un facteur limitant n'apparaisse. Ce facteur limitant n'est observable qu'en présence de la dose la plus forte. Ce qui indiquerait que c'est la nature du matériel apporté qui définit en fait la vitesse de minéralisation [38].

En effet, les travaux de Darwis [39] ainsi que ceux de Derenne et Largeau [40] ont démontré que les principaux composés biochimiques qui définissent en fait la vitesse de minéralisation sont : les composés solubles, les hémicelluloses, la cellulose, les tannins et les lignines, dont les biodégradabilités sont différentes.

D'autre part, Berndt et al [41], Abichou [42] et Taâmallah [1] ont démontré que les margines contiennent des résidus huileux en émulsion, qui ont tendance à se disperser sous forme de petites vésicules, puis à constituer des croûtes à la surface des agrégats, provoquant dans un premier stade son imperméabilisation, et favorisant par la suite des conditions d'anaérobiose (asphyxie) [43].

Ces effets reliés à la nature biochimique de margines peuvent se répercuter négativement sur le processus de dégradation, en modifiant notamment l'accès des microorganismes au substrat [44] [45], ou indirectement en modifiant par exemple la disponibilité en azote [46] et l'inhibition de l'assimilation aussi bien de l'oxygène et d'autres nutriments indispensables pour la croissance des microorganismes.

Les courbes de minéralisation enregistrées après deux semaines d'épandage présentent uniquement deux phases (Figure 2):

La première phase est caractérisée par une chute considérable du potentiel de minéralisation, quelque soit la quantité de matière organique apportée. En effet, la vitesse de minéralisation diminue progressivement avec le temps jusqu'à la fin de l'expérience pour se stabiliser (deuxième phase) aux environs de 412.8 mg/kg, 524.4 mg/kg et 552.21 mg/kg respectivement pour les doses T1 (50 m³/ha), T2 (100 m³/ha) et T3 (150 m³/ha) par rapport à un flux de 54 mg/Kg pour le témoin (Tableau 2).

Il faut signaler que la légère augmentation de flux de (C-CO₂) dégagé durant toute la période de l'incubation du sol témoin sans margines est relative à la minéralisation de la faible quantité de matière organique initiale du sol par les divers microorganismes. Cette chute de la respiration microbienne observée quelque soit la quantité de matière organique apportée, peut être attribuée à l'épuisement des fractions labiles du carbone du sol au cours de la période de l'incubation comme l'avait démontré Torri et al [47].

Durant ce stade et à un certain seuil, l'activité microbienne forme un facteur limitant la minéralisation malgré l'augmentation de la quantité de la matière organique [48]. Cette régression du potentiel de minéralisation observée après «le priming effect» est en concordance avec les résultats d'autres études [49] [50] [51] et [52], qui ont montré que les amendements organiques comme le compost modifiaient la composition des communautés bactériennes, mais aussi leur taille et leur activité. Pascual et al [53] ont expliqué également le phénomène de chute de la respiration bactérienne dans

le sol par un épuisement total du carbone organique biodégradable. La pénurie de cette fraction métabolisable représente un facteur limitant à la prolifération bactérienne.

Par ailleurs, la minéralisation des matières organiques est un processus qui met en jeu des microorganismes consommateurs des ressources organiques. Ces dernières leur apportent de l'énergie (liaison carbonée) et des éléments minéraux indispensables pour leurs proliférations (notamment l'azote).

En effet, l'augmentation de la quantité de matière organique apportée nécessite des besoins croissants en azote, qui s'ils ne sont pas en quantités suffisantes limiteraient la croissance microbienne et inhibent par conséquent la minéralisation du carbone organique [54]. Etant donné, qu'une fraction d'azote minéral est assimilée par les microorganismes pour leurs croissances. Il s'agit de l'organisation de l'azote minéral, appelée aussi immobilisation (terme anglo-saxon) [55].

Les travaux de recherche réalisés par Busby et al [56] ont montré des résultats similaires dans le cas de déchets d'ordures ménagères non compostées et associées à un sol riche en carbone et en azote organique, comparativement à des déchets organiques compostées dans un sol à faible teneur en matière organique native.

IV. Conclusion

Quelque soit la dose, l'apport de margines a induit un dégagement de C-CO₂ supérieur à celui enregistré pour un sol sans aucun apport.

En effet, au cours de la première phase d'incubation, un pic de minéralisation a été enregistré indépendamment de la dose de margines attribuée.

Cependant, le flux de C-CO₂ enregistré a tendance à diminuer progressivement au cours du temps. Ceci peut être attribué à l'effet des composés phénoliques apportés par les différentes doses de margines apportées.

Un ralentissement de processus de minéralisation a été observé en comparaison à celui enregistré au cours de la première phase.

Ce ralentissement peut être attribué à l'épuisement des communautés microbiennes, d'une part, mais aussi au fait que l'application de margines apporte des composés difficilement minéralisables (en particulier la lignine) proportionnellement aux doses adoptées, ce qui a accéléré le déclin de l'activité microbienne.

Les caractéristiques intrinsèques des matières organiques exogènes sont donc un des principaux déterminants de leur minéralisation.

Quelque soit la date séparant l'épandage, l'application de margines a engendré une augmentation de la teneur du sol en carbone minéral. Cependant, cette hausse se trouve limitée par plusieurs facteurs notamment:

- L'épuisement d'une bonne partie de la fraction labile génératrice de la matière organique.
- A un certain seuil, elle se manifeste par des défaillances du processus de minéralisation corrélée avec l'augmentation de la dose des margines. Ceci est attribué aux limites des performances des microorganismes dans un milieu riche en margines (pH, salinité et polyphénols).

V. Acknowledgements

Nos remerciements s'adressent à l'Institut des Régions Arides de Médenine-Tunisie pour le financement de ce travail de recherche.

VI. References

- [1] Taâmallah H., L'épandage des Margines en vergers d'oliviers une alternative pour la valorisation de cet effluent. Thèse de Doctorat. University de Ghent. 2007. pp.21-22.
- [2] Levi –Minzi R., Saviozzi A., Riffaldi R. & Falzo L. L'épandage au champ des eaux de végétation. Effets sur les propriétés des sols. *Olivae* (40). 1992. pp. 20-25.
- [3] Francesco G.L. Evaluations économiques sur l'innovation technologique. Les problèmes de l'environnement dans le secteur oléicole en Italie. *Olivae*, 47. (1993).pp. 15-20.

- [4] Bouranis D.L., Vlyssides A.G., Drosopoulos J.B., Karvouni G. Characteristics of new organic soil conditioner from the co-composting of olive oil processing wastewater and solid residue. *Soil. Sci. Plant. Annal.*, 26. (1995).pp. 2461-2472.
- [5] Cabrera F., Lopez R., Martinez-Bourdiu E., Dupuy De Lome E., Murillo J.M..Land treatment of olive oil mill wastewater. *International Biodegradation and Biodeterioration*, 38. (1996).pp. 215-225.
- [6] Capasso. R., Evidente. A., Schivo. L., Orru. G., Marcialis. M.A., Cristinzio G.. Antibacterial polyphenols from Olive Oil Mill Waste Waters. *J. Appl. Bacteriol.*, 79. (1995).pp. 393-398.
- [7] Capasso. R. The chemistry, biotechnology and ecotoxicology of the polyphenols naturally occurring in vegetable wastes. *Curr. Top. Phytochem., Res. Trends*, 1. (1997).pp. 145-156.
- [8] Gharsallah. N., Labat. M., Aloui. F., Sayadi. S. The effect of *Phanerochaete chrysosporium* pretreatment of olive mill wastewaters on anaerobic digestion. *Ressources Conservation and recycling*, 27. (1999).pp.187-192.
- [9] Garcia Garcia. I, Jimenez Pena. PR, Bonilla Venceslada. JL, Martin Martin. A, Martin Santos.MA, Ramos Gomez. E. Removal of phenol compounds from olive mill wastewater using *Phanerochaete chrysosporium*, *Aspergillus niger*, *Aspergillus terreus* and *Geotrichum candidum*. *Process Biochem*, 1, 35 (8). (2000).pp.751-758.
- [10] Leger C.L., Kadiri-Hassani N., Descomps B. Decreased superoxide anion production in cultured human promonocyte cells (THP-1) due to polyphenol mixtures from olive oil processing wastewaters. *J. Agric Food Chem.*, 48 (10). (2000).pp. 5061-5067.
- [11] Kissi M., Mountadar M., Assobhei O., Gargiulo E., Palmieri G., Giardina P., Sannia G. Roles of two white-rot basidiomycete fungi in decolorisation and detoxification. *Applied Microbiology and Biotechnology*. (2001). vol. 57, no. 12. pp. 221226.
- [12] Garrido Hoyos S.E., MartinezNieto L., CamachoRubio F., RamosCormenzana A.. Kinetics of aerobic treatment of olive-mill wastewater (OMW) with *Aspergillus terreus*. *Pro. Biochem.*, 37 (2002).pp. 1169-1176.
- [13] Pozo C., Martinez-Toledo M.V., Rodelas B., Gonzalez-Lopez J. Effects of culture conditions on the production of polyhydroxyalkanoates by *Azotobacter chroococcum* H23 in media containing a high concentration of alpechin (wastewater from olive oil mills) as primary carbon source. *J. of Biotechnology*, 97 (2002).pp.125-131.
- [14] Fenice. M., Giovannozzi Sermanni. G., Federici.F., D'Annibale .A. Submerged and solid-state production of laccase and Mn-peroxidase by *Panus tigrinus* on olive mill wastewater-based media. *J Biotechnol*, 100 (1) (2003).pp. 77-85.
- [15] Hamdi M. Future prospects and constraints of alive mill waste waters use and treatment: A. Review. *Bioprocess Engineering*, 8 (1993a).pp. 209-214.
- [16] Hamdi M. Valorisation et épuración des effluents des huileries d'olives: l'utilité de la microbiologie industrielle. *Olivae*, 46 (1993b).pp. 20-24.
- [17] Ros de Ursinos. F., Morisot M., 1981. Différentes utilisations des margines: Recherches en cours, résultats obtenus et applications. Séminaire international sur la valorisation des sous produits de l'olivier. Monastir – Tunisie. 15 – 17 décembre 1981. Eds PNUD/FAO, Madrid Espagne. 1983. pp: 93 -110.
- [18] Briccoli-Bati C. & Lombardo N. Effect of olive wastewater irrigation on young olive plants. *Acta Horticulturae (Olive growing)*. 286. (1990).pp: 489-491.
- [19] Ammar. E., Ben Rouina. B. Potential horticultural utilization of olive oil processing wastewater. *Acta horticulturae* 474 (2).(1999). 741-744.
- [20] Ben Rouina. B., Ammar. E. L'utilisation des margines comme fertilisant biologique pour les cultures des plantes maraichères. Séminaire national sur l'huile d'olive et ses dérivés. Société chimique de Tunisie. Hammamet 26-28 Nov. 1999.
- [21] Banwart W.L., Tabatabai M.A., Bremner J.M.. Determiration of ammonium in soils extracts and water samples by an ammonia electrode. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 3. (1972). pp. 449-458.
- [22] Fontaine S, Bardoux G, Benest D, et al. (2004). Mechanisms of the priming effect in a savannah soil amended with cellulose. *Soil Science Society of America Journal* 8 (1).pp. 125-131.
- [23] Meli, M., Vergne, J., Maurel, M-C. In vitro selection of adenine-dependent hairpin ribozymes *J. Biol.Chem.* 278, 11 (2003). pp. 9835-9842.
- [24] Grosbellet. C. Evolution et effets sur la structuration du sol de la matière organique apportée en grande quantité. Thèse de doctorat <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00487882>. (2008).241p.
- [25] Swift, M.J., Heal, O.W., Anderson, J.M.. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, U.S. (1979). 372 p.
- [26] Boer W, Folman L, Summerbell R, et Boddy L. Living in a Fungal World: Impact of Fungi on Soil Bacterial Niche Development. *FEMS Microbiology Reviews* 29 (4). (2005). pp.795-811.

- [27] Denef.K., Roobroeck.D., Manimel wadu, M.C.W., Lootens, P., Boeckx, P. (2009). Microbial community composition and rhisodeposit-carbon assimilation in differently managed temperate grass land soils. *Soil biology and biochemistry* 41. Pp. 144-153.
- [28] De Leij F.A.A.M., Whipps J. M., Lynch J. M. The use of colony development 97- for the characterisation of bacterial communities in soil and on roots. *Microb Ecol* 27. (1993).pp.81 -97.
- [29] Hu, S.J., Van Bruggen, A.H.C., Grünwald, N.J. (1999). Dynamics of bacterial populations in relation to carbon availability in a residue-amended soil. *Appl. Soil Ecol.*, 13,pp 21-30.
- [30] Schlegel, H.G. (1993). *General Microbiology*. Seventh Edition. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 655 p.
- [31] Virginie Parnaudeau., (2005).Caractéristiques biochimiques de produits organiques résiduels prédiction et modélisation de leur minéralisation dans les sols. Thèse de doctorat en Biologie et Agronomie. INRA. Unité d'Agronomie Laon-Reims-Mons. 216p.
- [32] Bertrand, I., Holloway, R.E., Armstrong, R.D., McLaughlin, M.J. (2003). Chemical characteristics of phosphorus in alkaline soils from Southern Australia, *Aust. J. Soil. Res.* 41, pp 61-76.
- [33] Hammel. KE. Fungal degradation of lignin. In: *Driven by Nature: Plant litter quality and decomposition*. Eds. G Cadish and KE Giller), CAB International, Wallingford, UK. (1997). pp 33-45.
- [34] Houot. S, Francou. C, Parnaudeau.V., Dignac. M.F., Thuries .L. Caractérisation des matières organiques anthropiques pour comprendre et prédire leurs dynamiques et leurs effets après apport au sol. 2004. Séminaire intitulé: "Les Matières Organiques en France Etat de l'a r t e t prospectives". pp.14.
- [35] Benzarti S. Effets des margines sur les caractéristiques chimiques et l'activité biologique du sol. Mémoire de diplôme d'études approfondies en sciences agronomiques. INAT. (2003).99 p.
- [36] Piotrowska A, Rao MA, Scotti R, Gianfreda L.Changes in soil chemical and biochemical properties following amendment with crude and dephenolized olive mill waste water (OMW). *Geoderma* 161. (2011).pp.8–17.
- [37] Annabi, M. Stabilisation de la structure d'un sol limoneux par des apports de composts d'origine urbaine: relation avec les caractéristiques de leur matière organique. Thèse de doctorat sciences agronomiques de l'INAT-Paris-Grignon. (2005).268p.
- [38] Heal, O.W., Anderson, J.M. et Swift, M.J. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. (1997).pp. 3-30.
- [39] Darwis, S. (1993). Effet des modalités de gestion de la paille de blé sur l'évolution du carbone et de l'azote au cours de sa décomposition dans le sol. Thèse de doctorat en sciences agronomiques. Institut National Agronomique Paris- Grignon. 167 p.
- [40] Derenne, S., C. Largeau). "A review of some important families of refractory macromolecules:composition, origin, and fate in soils and sediments." *Soil Science* 166(11).pp. (2001). 833-847.
- [41] Berndt L., Ros de Ursinos J. A., Geissen K., Kachouri M., Klimm E., De Montpezat G. L, Xantoulis D. Les expériences méditerranéennes dans le traitement et l'élimination des eaux résiduelles des huileries d'olives. Document de synthèse de l'atelier d'écotechnologie organisé par le ministère de l'environnement et l'aménagement du territoire de Tunisie avec la collaboration de la GTZ. Tunis 13 décembre 1994. Eds. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH Imprimerie Réunie de Tunisie. (1996). 380 p.
- [42] Abichou M.. Impacts de l'épandage des margines sur les propriétés physiques et chimiques du sol et sur la composition floristique naturelles des parcelles traitées. Mémoire de mastère. IRA/INAT. (2003). 66 p.
- [43] Ros de Ursinos F., Berndt L., Geissen K., Kachouri M. Klimm E. Les expériences méditerranéennes dans le traitement et l'élimination des eaux résiduelles des huileries d'olives. *Coopération Tunisie-Allemagne*. (1996).380 p.
- [44] Angers, D.A., Recous, S. Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size. *Plant and Soil* 189. (1997). 197-203.
- [45] Vanlauwe B., Diels J., Sanginga N., Carsky R.J., Deckers J., Merckx R. (2000b). Utilization of rock phosphate by crops on a representative toposequence in the Northern Guinea savanna zone of Nigeria: Response by maize to previous herbaceous legume cropping and rock phosphate treatments, *Soil Biol. Biochem.* 32. pp. 2079–2090.
- [46] Corbeels M., Hofman G., Cleemput O.V. Simulation of net N immobilization and mineralisation in substrate-amended soils by the NCSOIL computer model, *Biol. Fert. Soils* 28. (1999). 422–430.
- [47] Torri S., Alvarez R., Lavado R. Mineralization of Carbon from Sewage Sludge in Three Soils of the Argentine Pampas. Published dans *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 34. (2003). pp. 13 – 14.
- [48] Dakhli. R. 2015. Effet sur les propriétés chimiques du sol et sur le rendement d'une culture d'Orge. Thèse de doctorat en sciences agronomiques. IRA/INAT.145p.

- [49] Marschner P., E. Kandeler, B. Marschner. Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment. *Soil Biology & Biochemistry* 35. (2003) 453–461.
- [50] Saison, C., Degrange, V., Oliver, R., Millard, P., Commeaux, C., Montange, D., Roux, X.L. Alteration and resilience of soil microbial community following compost amendment: effects of compost. *Environ Microbiol.* (2006) 8(2).pp.247-57.
- [51] Lejon D.P.H., Nowak V., Bouko S., Pascual N., C. Mougé, J.M.F. Martins L. Ranjard.. Genetic Structure and Diversity of Copper Resistant Bacterial Communities According to Soil Types, Organic Status and Copper Contamination. *FEMS Microbiol. Ecol.* 61.2007. pp. 424–437.
- [52] Lejon D.P.H., J.M.F. Martins, J. Lévêque, L. Spadini, N. Pascual, D. Landry, R. Chaussod, L. Ranjard.. Copper dynamics and impact on microbial communities in vineyard soils of variable organic status. *Environ. Sci. Technol.* 42(8). 2008. pp. 2819-2825.
- [53] Pascual JA, Ayuso M, Hernández T, García C. Fitotoxicidad y valor fertilizante de enmendantes diferentes orgánicos. *Agrochimica* 41. (1997).pp. 50–61.
- [54] Recous S. *et al.* . Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. *Soil Biol. Biochem.* 27.1995. pp. 1529-1538.
- [55] Parnaudeau, V., Nicolardot, B., Pages, J.. Relevance of organic matter fractions as predictors of wastewater sludge mineralization in soil. *Journal of Environmental Quality* 33. (2004).pp. 1885-1894.
- [56] Busby.R.R, H.A.Torbet, Gebhart.D.L. Carbon and nitrogen mineralization non composted and composted municipal solid waste in sandy soils.–*Soil Biology Biochemistry* 39. (2007). Pp. 1277-1283

Please cite this Article as:

Raja Dakhli, Etude de l'effet de margines sur le comportement microbien du sol: Suivi de la minéralisation du carbone, ***Algerian J. Nat. Products*, 5:1 (2017) 393 - 404.**

www.univ-bejaia.dz/ajnp

Online ISSN: 2353-0391

Editor in chief: Prof. Kamel BELHAMEL

Access this article online	
Website: www.univ-bejaia.dz/ajnp	Quick Response Code
DOI: https://doi.org/10.5281/zenodo.268572	